

# La contaminación atmosférica y los ecosistemas forestales

J. A. Pardos

*ETS de Ingenieros de Montes. UPM. España*

---

## Resumen

Se entronca la contaminación atmosférica y sus componentes en el marco mas amplio del denominado «cambio global» y se subraya el papel de los polutantes (lluvia ácida, ozono, fluoruros, compuestos PAN y metales pesados) mayormente implicados en el decaimiento de las masas forestales, desde el nivel celular al de ecosistema. Se alude a sus efectos sobre las relaciones de los árboles con insectos y hongos, con especial énfasis en las simbiosis micorrícicas. Se contempla también la repercusión de la contaminación atmosférica en los recursos genéticos y las posibles medidas para su conservación. Se pasa revista a la perturbaciones de los ecosistemas forestales que son objeto de atención en la Red Europea de seguimiento de daños con alusión específica a las masas forestales españolas en su marco. Asimismo, se hace referencia a otros estudios de monitorización de los efectos de contaminantes atmosféricos de origen industrial llevados a cabo en el territorio nacional. Un apartado sobre las interacciones entre contaminación y cambio climático y su repercusión en el futuro de los bosques cierra la revisión.

**Palabras clave:** polución atmosférica, lluvia ácida, parámetros anatómicos y fisiológicos, micorrizas, recursos genéticos, masas forestales españolas.

## Abstract

### Atmospheric pollution and forest ecosystems

Atmospheric pollution is referred as a component of global change. The role of the pollutants (nitrates and sulphates, ozone, fluorures, PAN, heavy metals) mainly involved in the decay of forests are dealt with from cell to ecosystem level. The effects of contamination on the relationships of trees with pests and fungi, specially regarding mycorrhizal symbiosis, are considered. Pollution as a danger for tree genetic resources and possible actions to overcome its effects are discussed. It is aluded to the establishment of a european network for monitoring the disturbances in forest ecosystems with special mention to the spanish share. A reference to other studies carried in Spain regarding the effects of industrial pollution in forests are dealt with. The overview is concluded with some coments on the interaction between pollution and climate change.

**Key words:** atmospheric pollution, acidic rain, anatomical and physiological parameters, mycorrhiza, genetic resources, spanish forests.

---

## Cambio global y polución atmosférica

El cambio global ha adquirido un protagonismo en la Sociedad Mundial difícilmente imaginable hace pocas décadas. Un sentido parcial del mismo hace referencia a las alteraciones que ha sufrido, y sufre, la Tierra y los usos dados a la misma. Entre ellos se incluyen cambios de uso agrícola, cortas de masas forestales para instalación de cultivos agrícolas o sustitución de poblaciones arbóreas «naturales» por plantaciones con exóticas, forestación (reforestación y aforestación/re-

población forestal) en sentido amplio, pérdida de superficie agrícola y forestal con fines urbanísticos e industriales, la propia contaminación atmosférica de suelos, agua y vida terrestre y marina (IPCC, 2000).

Las acciones humanas que provocan la degradación de la naturaleza se remontan a la aparición de los primeros núcleos urbanos, aunque no se habla de polución, o contaminación atmosférica, hasta la era industrial; y no es hasta el último tercio del siglo XX cuando el acusado deterioro de algunos bosques del Centro y Norte de Europa llega a constituir un problema de Estado, que trasciende de los ámbitos científico y forestal, y se asoma a la opinión pública, como refleja el semanario Time dedicándole su portada y el artículo de fondo de uno de sus números en 1985. Se empezó a

---

\* Autor para la correspondencia: josealberto.pardos@upm.es  
Recibido: 19-04-06; Aceptado: 12-09-06.

cuestionar si el mal estado de los ecosistemas forestales era realmente debido a la denominada «lluvia ácida» (acidificación del suelo) o si contribuían al mismo otras causas (Krause, 1986): factores de predisposición que actuarían a largo plazo (p.e. presencia de suelos ácidos y esqueléticos con bajo contenido en magnesio y calcio); factores de incitación, con actuación a corto plazo (el ozono y la insolación formarían parte de este grupo) y factores que contribuirían a los daños causados por los dos anteriores, cual sería la lluvia ácida. En cualquier caso, se constató que los árboles eran mas vulnerables a factores adicionales de estrés, que incluían otros polutantes atmosféricos. Agentes coayuvantes son el viento, la radiación, la sequía y las enfermedades por hongos.

Una definición apropiada de contaminantes atmosféricos es la de «materiales (sólidos, líquidos y gaseosos) presentes en la troposfera en concentraciones superiores a las «normales». Sus fuentes son tanto de naturaleza antropogénica (p.e. combustión, actividades industriales) como naturales (erupciones geotérmicas, fuegos forestales, partículas de origen biótico, microbios, virus, etc.). Metales pesados, sales inorgánicas (sulfatos, nitratos, cloruros, compuestos de amonio y de otros iones y compuestos orgánicos, en forma de partículas y polutantes gaseosos, tales como óxidos de nitrógeno, azufre y carbono, ozono, haluros, compuestos PAN (peroxiacilnitratos), forman parte destacada de los polutantes de importancia potencial en los ecosistemas forestales (Smith, 1990).

## Efectos sobre el arbolado: del ecosistema a la célula

### Decaimiento de la masas arbóreas

La emisión de óxidos de azufre, la deposición de óxidos de nitrógeno, las altas concentraciones de ozono, los metales pesados, y con efectos mas localizados los derivados fluorados, son factores cuya acción dañina sobre los bosques europeos ha sido ampliamente descrita (Percy, 2002).

La polución atmosférica no sólo tiene un efecto directo negativo sobre la vegetación por deposición de los contaminantes sobre la parte aérea de las plantas y pérdida de nutrientes por lavado e intercambio iónico, sino indirectos, los cuales incluyen la acidificación del suelo con la consiguiente liberación de aluminio y

otros metales pesados; también afecta sus relaciones con microorganismos, hongos micorrícicos y ecología de los insectos (Lendzian y Unsworth, 1983).

Abundante experimentación sobre sus efectos de inhibición de la fotosíntesis, alteración del transporte de asimilados, reducción del suministro de nutrientes a las hojas, daños sobre el suelo (mas acusados en condiciones de estado nutritivo bajo) ha apoyado la hipótesis formulada en la década de los ochenta del pasado siglo de que la alarmante mortandad de los bosques europeos, con diferentes sintomatologías en estaciones diferentes (las expresiones inglesa y alemana de forest decline y Waldsterben, respectivamente, se acuñaron para designar tal situación), se debía mayormente a la acción combinada del ozono y la lluvia ácida con posible incidencia de factores edáficos y ambientales (cambio climático) limitantes (Schutt y Cowling, 1985).

Los árboles dominantes y las situaciones de borde, con árboles mas expuestos a la luz y al aire, se mostraron mas proclives a los daños producidos, entre los cuales eran muy generalizados la pérdida del color verde de las hojas que acababan con aspecto clorótico, en mayor grado en el haz, fenómeno que en unas especies (p.e. abeto, picea) se iniciaba en la base de la copa y en otras (haya) con caída de las hojas iniciada en las porciones apicales de las ramas; síntomas, en ambos casos, ligados a deficiencias de calcio y magnesio (Prinz *et al.*, 1985). El aspecto senil de árboles jóvenes y la proliferación de brotes adventicios y una fructificación intensa constituyen caracteres de las etapas que preceden a una mortandad generalizada.

La reducción del crecimiento, particularmente del eje del árbol y ramas primarias, y la decoloración del follaje y acusada defoliación, con pérdida de estructuras reproductivas, son síntomas externos y generalizados de árboles sensibles a la polución, cuyo debilitamiento propicia el ataque de insectos y hongos, que suelen acabar con la vida del árbol afectado. Por el contrario, los pies mas tolerantes muestran vigorosas metidas anuales, con copas densas y voluminosas, con menor propensión a la acción de parásitos oportunistas (Smith, 1990). Los patrones de la anchura de los anillos de crecimiento a altura normal, comparados con los correspondientes a secuencias de anillos que mantuvieron una edad y posición del cambium constantes con respecto a la copa, se han propugnado, no sin cierta controversia, como indicadores biológicos de la contaminación prolongada en masas forestales (Cook e Innes, 1989). La extravasación de resina en

ramillos, acículas y conos (Pardos, comunicación personal) y, en último término, la desintegración de la estructura del xilema del tronco cuyos anillos de crecimiento anual se separan en láminas (Peña, comunicación personal), son síntomas complementarios detectados en pinares de *Pinus sylvestris* atacados por emisiones de dióxido de azufre en la cordillera Ibérica en la provincia de Teruel.

## Lluvia ácida

La deposición ácida (lluvia ácida) emergió como una nueva clase de estrés ambiental a finales de 1960 en los países escandinavos y en New Hampshire (EEUU). Consiste en la transferencia desde la atmósfera a la superficie terrestre, en forma húmeda o seca, de ácidos fuertes ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ ), y compuestos que los producen [ $\text{NH}_3$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ], procedentes de emisiones gaseosas de  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_3$ . El  $\text{SO}_2$  se forma principalmente (80%) en la combustión de combustibles fósiles y en procesos industriales. El resto procede de la erupción de volcanes, del mar y, en alguna medida, del suelo. Los óxidos de nitrógeno se forman también como subproductos de la combustión de carbón y fuel para producir electricidad. El amoníaco procede de la emanación del estiércol y fertilizantes nitrogenados. Todos ellos afectan a ecosistemas forestales y acuáticos al conducir a alteraciones en las interacciones de muchos elementos, p.e. N, S,  $\text{H}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  (Smith, 1990).

La deposición ácida ( $\text{H}^+$  y aniones  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{NO}_3^-$ ) cambia la composición de los suelos. Al neutralizar las bases se reduce su disponibilidad por las plantas y puede conducir a carencias (p.e de  $\text{Ca}^{2+}$ ). Si el suministro de bases no es suficiente para su neutralización, la deposición ácida conduce a la alteración del proceso de podsolización: no se forman los complejos del  $\text{Al}^{3+}$  con los ácidos orgánicos derivados de la descomposición de la materia orgánica y el  $\text{Al}^{3+}$  inorgánico, al solubilizarse a pH bajo, resulta tóxico para la biota terrestres y acuáticos (Cronan y Schofield, 1990).

En un principio, la pérdida de  $\text{SO}_4^{2-}$  por escorrentía está en equilibrio con las emisiones de azufre a la atmósfera. Pero, por ejemplo, en suelos que sustentan bosques de picea roja (*Picea rubra*) del nordeste de EEUU se ha mostrado que las pérdidas de  $\text{SO}_4^{2-}$  en las cuencas exceden a la deposición atmosférica de azufre, lo que evidencia su acumulación en el suelo a lo largo de décadas de emisión; y, aún cuando las emi-

siones de azufre a la atmósfera vayan disminuyendo, al irse liberando a las cuencas, retrasará su recuperación (Driscoll *et al.*, 2001). Además, se producen pérdidas de calcio y magnesio, que liberados del complejo de cambio salen del ecosistema en las aguas de escorrentía (Likens *et al.*, 1996).

La deposición húmeda de nitrógeno conduce a una acumulación inicial en el suelo y a un posterior aumento en las aguas de escorrentía. Este aumento indica cambios en «la fuerza» de las plantas y microorganismos como sumideros de nitrógeno y se relaciona con fluctuaciones térmicas atmosféricas; y cabe pensar que los efectos de la deposición de nitrógeno en el ciclo de nitrógeno en los bosques van a estar controlados por el clima, el tipo de bosque y su historia (Driscoll *et al.*, 2001).

En *Picea rubra* la deposición ácida causa mortandad al provocar la disminución de la tolerancia a bajas temperaturas de sus acículas: la pérdida de la pequeña fracción de  $\text{Ca}^{2+}$  lábil presente en el citoplasma celular provoca la desestabilización de la estructura de la membrana plasmática celular y el agotamiento del acerbo potencial de  $\text{Ca}^{2+}$  como segundo mensajero (De Hayes *et al.*, 1999). Asimismo, la solubilización de  $\text{Al}^{3+}$  en el suelo bloquea la absorción de  $\text{Ca}^{2+}$ , cuyo contenido en el suelo está ya disminuido por la deposición ácida y disminuye el calcio de los anillos de crecimiento (Driscoll *et al.*, 2001).

Hay evidencia de los efectos negativos de la lluvia ácida en *Acer saccharum* y otras frondosas en las que se produce mortandad episódica por agotamiento de bases ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) en suelos marginales de EEUU. Las enmiendas con  $\text{CaCO}_3$  mejoran el estado del arbolado (Long *et al.*, 1997). La recuperación de la deposición ácida, a decir de los expertos será un proceso complejo, en el que la recuperación química precede a la biológica, mejor definida y presumiblemente mas corta para los ecosistemas acuáticos que para los terrestres. Se preconiza que los árboles responderán positivamente a condiciones favorables de la atmósfera y del suelo tras décadas (Driscoll *et al.*, 2001).

Los estomas de las hojas, de forma prioritaria en su cara abaxial, constituyen la principal puerta de entrada (en torno al 70%) de los polutantes atmosféricos gaseosos a las plantas. El resto penetra a través de la cutícula, cuya matriz de cutina y el depósito de ceras cuticulares, aunque considerada una barrera a la penetración, supone una vía nada desdeñable ante una acción crónica de los polutantes. Así, se inducen cambios degradativos de las ceras epicuticulares que cubren las

acículas y se pierde su estructura cristalina, fibrilar, para formar agregados en forma de capa plana alterando la mojabilidad de la hoja. Ello altera las funciones de las ceras (p.e. reducción de la transpiración), acelera su natural degradación estructural con la edad de las acículas y taponan la cámara estomática provocando la caída prematura de las mismas (Berg, 1985).

La cutina ofrece menos resistencia a la difusión que las ceras, de modo que las capas mas internas de la cutícula, con cutina y celulosa, y la porción mas interna de la pared celular, juegan un papel importante en el lavado, ofreciendo lugares de intercambio iónico de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  que, provenientes del xilema, se intercambian con los protones del exterior, proceso que puede ser acelerado por la lluvia ácida. Asimismo, la edad y anatomía de la acícula (densidad estomática, grosor de epidermis e hipodermis) condicionan la diferente respuesta encontrada, no sólo entre especies sino también entre procedencias (Raddi y Rinallo, 1989), muy ligada a las condiciones térmicas de su lugar de origen.

Otros condicionantes son la conductancia estomática, dependiente del tipo de hoja, situación y forma de los estomas, y la humedad atmosférica, cuyo aumento incrementa notablemente la absorción en muchas especies (p.e. puede multiplicarse cuatro veces al pasar la humedad relativa del 35% al 75%) frente a una escasa sensibilidad mostrada por otras. Asimismo, existe evidencia de daños directos de algunos polutantes (p.e.  $\text{SO}_2$ ) que, al ocasionar la pérdida de turgencia de las células subsidiarias, dejan espacio a las células de guarda, provocando su apertura permanente y consiguiente descontrol transpiratorio (Garsed, 1984).

Si el depósito inicial del gas tiene lugar sobre una hoja seca, puede eliminarse por lavado, en dependencia del tiempo transcurrido entre deposición y lavado, de modo que el aumento del tiempo dificulta de forma considerable la eliminación del polutante. Si, por el contrario la hoja está mojada, es el agua que haya sobre la cutícula o sobre las paredes de las células epidérmicas, que están embebidas en agua, el sumidero inicial de los gases atmosféricos, de modo que la solubilidad del gas en agua es factor importante de su flujo (Lendzian, 1984).

El proceso reproductivo se ve también afectado por la deposición ácida, con interacciones sinérgicas con otros polutantes. La germinación del polen y la elongación del tubo polínico son negativamente afectados a pH bajo ( $<4,2$ ), con un amplio rango entre especies: valores entre 4 y 3,5 son letales ( $\text{LD}_{50}$ ) para algunos arces y chopos, mientras que se requieren valores in-

feriores a 3,5-2,9 en algunas pináceas ensayadas (Cox, 1985). Asimismo, se reduce la producción de piñas, su tamaño y el peso de semillas en diversas coníferas. La germinación de las semillas y el crecimiento de las plántulas, en mayor grado en coníferas que en frondosas, sufren también los efectos negativos del descenso de pH, si bien los efectos son mas manifiestos in vitro, o en condiciones controladas, que en monte (Smith, 1990).

## Ozono y el «smog fotoquímico»

Se entiende por «smog (niebla) fotoquímico» la situación producida al interaccionar en la atmósfera óxidos de nitrógeno (principalmente NO) procedentes de emisiones industriales y del tráfico con compuestos orgánicos volátiles bajo la luz solar, dando lugar a la formación de cientos de compuestos químicos (entre ellos los compuestos PAN-peroxiacilnitratos) con efectos tóxicos sobre el ambiente y seres vivos. Esta «niebla» es común en zonas (p.e. valles) en las que la topografía dificulta el movimiento del aire y las condiciones atmosféricas (p.e. inversiones térmicas en la troposfera) contribuyen a atrapar los polutantes formados. En el ciclo fotolítico de  $\text{NO}_2$  (formado por oxidación de NO) y por acción de radicales libres muy reactivos ( $\text{OH}\cdot$ ,  $\text{H}\cdot$  y  $\text{HO}_2\cdot$ ) fotoquímicamente producidos, se regenera  $\text{NO}_2$  y se produce ozono que se acumula en la atmósfera (Kumar y Mohan, 2002).

Históricamente, la exposición a ozono se ha valorado sobre la base de su concentración en la atmósfera. El ascenso en los niveles atmosféricos de ozono ha sido enorme si comparamos los  $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  registrados a principios del siglo con los casi  $300 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  medidos en la década de 1980 en los lugares mas contaminados de Europa, en condiciones de presión alta, con sol intenso y elevada temperatura (Bytenowick *et al.*, 2002). Un umbral de concentración de aviso en zonas urbanas ronda  $180 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  de concentración en la troposfera. Es el contaminante atmosférico mas extendido en los bosques de la Tierra: Casi el 30% están expuestos a concentraciones dañinas de ozono troposférico, cifra que previsiblemente aumentará al 50% a finales de este siglo (IPPC, 2001).

El ozono es muy fitotóxico a alevadas concentraciones, con efectos crónicos, cuya intensidad depende de factores meteorológicos, tiempo de exposición, edad, posición de la hoja y especie, siendo en general mas sensibles las frondosas que las coníferas. Se ha

definido el índice de exposición AOT40 (accumulated exposure over a threshold of 40 ppb) como la suma de las diferencias entre las concentraciones de ozono por hora y el umbral de 40 ppb calculado para las horas de luz (con radiación  $> 50 \text{ W.m}^{-2}$ ) del periodo vegetativo; convencionalmente correspondiente al periodo de Abril a Septiembre para la vegetación forestal. Para especies arbóreas forestales se ha adoptado un nivel crítico de 10.000 ppbh (UN-ECE), correspondiente a la aparición de los primeros síntomas de daño en las especies mas sensibles (Fuhrer et al, 1997).

Dada la influencia que en la absorción de ozono por las hojas ejercen los diversos factores físicos ambientales que regulan la apertura estomática (p.e.potencial hídrico del suelo, déficit de la presión de vapor hoja-atmósfera, intensidad del viento), tan influenciados por las condiciones topográficas y estacionales, dichos factores se han incorporado en los debates sobre regulación del ozono, y se han desarrollado modelos para la deposición de ozono en ecosistemas forestales de latitud norte con algoritmos en los que se incluye la conductancia estomática (Tuovinen *et al.*, 2001). También se han incluido diversos factores climáticos para la elaboración de mapas de riesgos potenciales de daños por ozono en masas forestales a escala regional (Gerosa y Ballarin-Denti, 2003). Los resultados obtenidos plantean todavía cierta incertidumbre.

Existe abundante literatura sobre los efectos del ozono sobre las especies forestales, no sólo a nivel morfológico sino también fisiológico y bioquímico; genera mayormente en experimentos practicados con plantas jóvenes, en envase y periodos de tiempo cortos; en menor grado en cámaras abiertas y durante varios años. Así, en experimentos de fumigación de pino silvestre en cámaras abiertas realizados en Finlandia, se evidenció un aumento de la respiración en acículas de segundo año, en paralelo a una tendencia al descenso de la fotosíntesis e incremento de la concentración interna de  $\text{CO}_2$ ; efectos mas marcados en coincidencia con los picos en el nivel troposférico de ozono al comienzo del verano, y junto con una previsible reducción del crecimiento a largo plazo (Manninen *et al.*, 2003). Se ha evidenciado un incremento de los daños con el tiempo y la edad, con incidencia en la fenología y acumulación interanual de reservas, aspectos de suma importancia al pretender extrapolar los resultados a rodales arbóreos (Oksanen, 2003).

A nivel bioquímico, se han identificado tres respuestas al ozono en las plantas (Heath, 1999): incremento de agentes antioxidantes, producción de sínto-

mas semejantes a los derivados de heridas (especialmente la producción de etileno) y descenso de la fotosíntesis). Los daños que ocasiona en la membrana celular conducen a liberación de iones al apoplasto.

Los síntomas externos a largo plazo, con concentraciones bajas, son cambios en la pigmentación (bronzing), clorosis (en forma de bandas en las acículas) y senescencia prematura y caída de las hojas y flores; a corto plazo, exposiciones agudas originan decoloración (bleaching), moteado (flecking) y necrosis. Cambios en los patrones de reparto de carbohidratos y en la predisposición a plagas y enfermedades, disminución en el crecimiento y en la productividad del ecosistema constituyen efectos nocivos a que da lugar la exposición prolongada al ozono (Percy *et al.*, 2003).

El ozono es el contaminante atmosférico mas extendido en el área mediterránea, alcanzándose en la costa este de la Península Ibérica concentraciones que exceden las estipuladas por las normas internacionales para la protección de las masas forestales. El pino carrasco es considerado especie especialmente susceptible al ozono, con síntomas visibles ampliamente descritos (Sanz *et al.*, 2000, entre otros). Las alteraciones a que da lugar en esta especie (intercambio gaseoso, acumulación de biomasa, alteraciones en los sistemas protectores) tanto en invierno (con altos valores en su absorción) como en verano (a pesar de su baja tasa de absorción impuesta por la baja conductancia estomática) pueden empeorar la capacidad para tolerar el estrés hídrico en las poblaciones mas mediterráneas y llegar a constituir una amenaza para su vitalidad (Alonso *et al.*, 2003).

En bosques californianos de clima mediterráneo con pino ponderosa, sometidos a polución con ozono, se ha mostrado el descenso en la absorción de ozono, carbono y agua transpirada a lo largo del periodo vegetativo, en paralelo con el de la conductancia estomática y el potencial hídrico foliar en respuesta al descenso de agua en el suelo. Sin embargo, la absorción de ozono no se correspondió con los picos de máxima concentración atmosférica; y los máximos de absorción de ozono y carbono se midieron a comienzos del periodo vegetativo y durante el invierno (Panek, 2004).

A nivel de planta, el ozono da lugar a reducción del crecimiento con disminución del peso seco de raíces y ramas y superficie foliar media, con una senescencia precoz (Matyssek y Sandermann, 2003). La ecología de la estación condiciona las respuestas al ozono: en *Pinus jeffreyi*, en las estaciones xéricas la menor conductancia estomática se traduce en menor absor-



ción de ozono acumulado durante el periodo vegetativo y en daños menores que en las estaciones mésicas. Sin embargo, en las primeras se produce un moteado clorótico de las hojas más intenso, achacable a un estrés general en el que participara junto al ozono la sequía, activándose sistemas de defensa protectores y antioxidantes ante el estrés oxidativo, en mayor grado en la porción de la copa más expuesta a la radiación (Grulke *et al.*, 2003). En hojas de abedul, especie sensible a la acción del ozono, se ha puesto de manifiesto la interacción ozono-CO<sub>2</sub> y el posible efecto protector detoxificante frente al ozono de una alta concentración atmosférica de CO<sub>2</sub>, acción importante ante un cambio climático (Repo *et al.*, 2004). En este mismo sentido, los resultados obtenidos al someter plantas del híbrido *Populus trichocarpa* x *P. deltoides* a la acción conjunta de dosis crecientes de ozono y CO<sub>2</sub> han puesto de manifiesto que el aumento de CO<sub>2</sub> reduce los efectos negativos del ozono (p.e. retrasando la abscisión de las hojas y reduciendo su pérdida); y que la acción del ozono se considera asociada con la expansión celular, habiéndose propuesto que el ozono actuaría directamente sobre la pared celular atacando los polisacáridos de la misma y, consiguientemente, alterando sus propiedades y el crecimiento de la hoja, efectos menos efectivos al elevar la concentración de CO<sub>2</sub> (Gardner *et al.*, 2005). La espectroscopía de impedancia eléctrica se utiliza para estudiar reacciones de estrés en plantas ya que provee información sobre las propiedades fisicoquímicas de las estructuras celulares (la resistencia extracelular y el tiempo de relajación) y se ha aplicado para evaluar los efectos del ozono a nivel celular.

Por otra parte, las funciones de defensa o atracción de algunos isoprenoides y su emisión por las plantas están ampliamente extendidos en el mundo vegetal, existiendo evidencias de su acción protectora frente a situaciones de estrés, entre ellas ante el estrés oxidativo inducido por el ozono (Loreto *et al.*, 2001). Ello revisita especial interés en relación con el posible papel antioxidante asignado a la emisión de monoterpenos por algunos *Quercus* mediterráneos (Loreto *et al.*, 2004).

## Compuestos PAN, fluoruros y metales pesados

El peroxiacetilnitrato (PAN) y, en menor grado otros peroxiacil nitratos (-propionil, -butiril) ejercen accio-

nes fitotóxicas, mayormente caracterizadas en especies no leñosas (Mudd, 1975). Los compuestos PAN forman parte del «smog fotoquímico».

La emisión de fluoruros va especialmente ligada a industrias de fabricación de aluminio, en cuya proximidad se produce una acumulación de fluoruros en el suelo y en las hojas de los árboles afectados, con la consiguiente reducción de la superficie foliar, así como daños en la eficiencia del sistema radical, con alteración de las simbiosis micorrízicas, con una marcada sensibilidad detectada en rodales jóvenes de pino silvestre en CentroEuropa. (Kieliszewska-Rokicka *et al.*, 1997).

Otros metales pesados, como el cobre, a concentraciones suprafiológicas, afectan también negativamente a zonas boscosas próximas a industrias de fundición de dicho metales. Se han desarrollado modelos predictivos de los patrones de dispersión del contaminante (al igual que con otros polutantes) y se evalúa su eficacia en relación con las características de la fuente de emisión, topografía y meteorología de la zona, así como la influencia ejercida en la deposición y retención en el suelo por el tipo de bosque, p.e. de resinosas frente a frondosas, dada su diferente conformación de copa estimada por su índice de área foliar (Beer *et al.*, 2003).

## Consideraciones ecológicas y patológicas. Contaminación y micorrizas

No es nuevo ni inusual el hecho de que las masas arboladas están expuestas a la acción de agentes de estrés biótico (insectos y hongos fundamentalmente) y abiótico (limitación o exceso en la disponibilidad de agua y nutrientes, temperaturas extremas, fuegos, aludes, vientos, entre otros), que en situaciones críticas originan daños que pueden sobrepasar con creces la muerte de individuos aislados y afectar a rodales de gran extensión. De ahí que la sanidad forestal y las medidas de protección ocupen un lugar prevalente en la conservación y gestión de los bosques.

En muchas ocasiones los agentes causales del estrés interaccionan entre sí sinergiándose sus efectos y provocando daños considerables. Los periodos de sequía son un común denominador de muchos periodos de declinación de los bosques a lo largo de la historia. La seca de la encina es una manifestación de este fe-

nómeno en el que alteraciones estacionales en la disponibilidad de agua se unen a la falta de cuidados culturales y propician la acción patógena del hongo, y, con el concurso de bacterias, provocan la mortandad masiva de encinas y alcornoques; si bien, no parece que, en tal caso pueda hablarse de polución atmosférica en sentido estricto.

Existen, no obstante, abundantes ejemplos de la interacción sinérgica entre contaminantes atmosféricos y algunos de los estrés abióticos antes citados. En el apartado dedicado a perturbaciones en los ecosistemas españoles se incluyen algunos datos sobre e presencia de hongos e insectos fitófagos encontrados en las estaciones de muestreo (Montoya y López Arias, 1997).

Mención especial merece la incidencia de la contaminación sobre las comunidades de micorrizas en masas forestales dada la fuerte influencia que el ambiente edáfico ejerce sobre todo tipo de micorrizas (Smith y Read, 1997). Ya en la década de los años ochenta del pasado siglo se puso en evidencia la reducción de cuerpos de fructificación de hongos ectomicorrícios en la Selva Negra alemana (Winterhoff y Krieglsteiner, 1984). La reducción de ápices radiculares y de la actividad micorrícica, con mayor formación de raíces largas no micorrizadas (susceptibles de ser infectadas por hongos patógenos), al incrementarse la disponibilidad de nutrientes en el suelo en rodales de *Picea abies* (principalmente nitrógeno que, no obstante, conducía a un mayor crecimiento inicial de los árboles), han sido hechos relacionados con la lluvia ácida (Meyer, 1987).

La amplia bibliografía sobre el tema evidencia que: la deposición de nitrógeno, y en menor grado y mas controvertida la de azufre; la lluvia ácida, con el rango de pH como determinante (p.e. en suelos calcáreos de pH neutro-básico la deposición ácida no produjo efectos negativos sobre la micorrización en pino carrasco según Honrubia y Díaz (1997); la deposición de metales tóxicos (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) y la de hidrocarburos poliaromáticos, todas son acciones que tienen efectos negativos sobre la colonización por micorrizas, produciéndose alteraciones en los cambios sucesionales de las comunidades de los morfotipos asociados con diversas especies forestales de los géneros *Pinus*, *Picea*, *Betula*, *Populus* y otros, cuya significación en la función de los ecosistemas afectados resulta difícil de predecir. En contraste, la evidencia muestra escasos o nulos efectos (en todo caso, controvertidos) achacables al ozono, y una positiva in-

fluencia del incremento de la concentración atmosférica de dióxido de carbono, en dependencia del status hídrico y nutritivo existente. Todo ello, con marcadas diferencias en duración, concentración, forma de exposición e interacciones entre polutantes (p.e. en combinación con dióxido de azufre se redujo la proporción de raíces micorrizadas en *Pinus halepensis* según Díaz *et al.* (1996); también con diferencias en cuanto a capacidad de recuperación de los efectos negativos producidos; y, asimismo, con diferencias en la sensibilidad de los diferentes taxa fúngicos y en la susceptibilidad del hospedante, la cual puede aumentar en suelos con baja diversidad de los micobiontes (Cairney y Meharg, 1999).

Observaciones de bosques contaminados a lo largo de Europa sugieren que son los hongos micorrícios característicos de rodales viejos los mas sensibles a los contaminantes atmosféricos y que el descenso en las especies de hongos implicados puede ser un factor que contribuya a la declinación de los bosques (Jansen, 1988). Esta hipótesis está positivamente relacionada con los resultados encontrados en rodales de pino silvestre en Polonia sometidos a la contaminación atmosférica derivada de fundiciones de aluminio (emisora de fluoruros) altamente dañinos para las plantas, y muy especialmente para el pino silvestre. Los efectos de dichas emisiones sobre las ectomicorrizas de pino silvestre revelan una mayor influencia sobre su riqueza y sobre el número total de ápices micorrícicos en rodales maduros que en rodales jóvenes. Por otra parte, el contenido en ergosterol, usado como marcador del micelio fúngico vivo, es también mas bajo en los rodales jóvenes (Rudawska *et al.*, 2003).

En cualquier caso, la polución (y cualquier otro tipo de estrés) tiene efectos directos sobre la raíz y el hongo micorrícico asociado (y sobre las hifas externas del hongo en el suelo) reduciendo la capacidad de absorber nutrientes del suelo; y efectos indirectos, al reducir el suministro de carbohidratos a las raíces y, consecuentemente, inhibir las actividades fisiológicas y bioquímicas del hongo cuya energía depende de aquellos. Este modelo de comportamiento del sistema micorrícico es cualitativo. Escalar a un modelo cuantitativo, incorporando los efectos potenciales del aumento del CO<sub>2</sub> atmosférico, exige mediciones (de difícil consecución en el medio natural bosque) que den respuesta a las preguntas planteadas y permitan predecir el comportamiento de los sistemas micorrícicos a las perturbaciones del medio (Dighton y Jansen, 1991).

## Repercusión en los recursos genéticos. Medidas para su conservación y uso

Los ecosistemas forestales en Europa y Norteamérica vienen siendo sometidos a la presencia de contaminantes atmosféricos de condición antropogénica desde la revolución industrial, por lo que no debe sorprender que en periodo de tiempo tan prolongado la polución atmosférica actuó como factor de selección y haya dado lugar a cambios en la estructura genética de las poblaciones de árboles.

Existe abundante evidencia de la existencia de una selección natural que favorece la tolerancia a la polución atmosférica tanto a nivel de especie, como de procedencia, con un alto grado de variabilidad genotípica en las respuestas a dióxido de azufre, ozono y otros polutantes. Las altas heredabilidades en la sensibilidad a los contaminantes atmosféricos encontradas en algunas pináceas, que superan en algún caso el 70%, revelan la existencia de un fuerte control genético (Houston y Stairs, 1973), achacado a una acción aditiva de los genes; también evidenciado en frondosas, como *Populus tremuloides*, especie utilizada como sistema genético modelo (Karnosky, 1977).

La abundante bibliografía sobre los efectos de la polución atmosférica sobre los bosques va sustentando con mayor evidencia el papel desempeñado por los factores genéticos en la tolerancia y susceptibilidad de los árboles. A título de ejemplo, cabe mencionar las correlaciones encontradas entre la tasa de defoliación y las frecuencias alélicas y genotípicas de algunos loci en *Abies alba* con reconocidas funciones metabólicas (Konnert, 1993). La determinación de genotipos multilocus mediante el análisis de isoenzimas de un buen número de loci en abeto, picea y haya (con árboles fenotípicamente sensibles y tolerantes) evidencia respuestas diferentes entre especies: apenas existen diferencias entre pies tolerantes y sensitivos en el abeto y son escasas en haya en comparación con las obtenidas en picea, especie en la que los árboles sensibles mostraron una gran multiplicidad y diversidad genéticas, y un riesgo de pérdida de los alelos menos frecuentes con potencial adaptativo ante un futuro cambio ambiental (Longauffer *et al.*, 2004).

Los contaminantes no sólo ejercen una selección de viabilidad al competir mejor en términos de crecimiento y desarrollo los genotipos tolerantes frente a los sensibles, sino que las estructuras reproductivas

son también afectadas en diferente grado, ejerciéndose una selección sobre ellos, y produciéndose en los genotipos sensibles la reducción del tamaño y peso de conos y semillas, capacidad germinativa de polen y semillas (Karnosky *et al.*, 1989). Téngase en cuenta que la asociación entre viabilidad y fertilidad de los genitores es importante para la estructura genética de las descendencia de rodales polucionados.

En las poblaciones sometidas a una presión contaminante fuerte pueden producirse pérdidas de genotipos sensibles, como se ha evidenciado en bosques de Norteamérica y Europa. A nivel poblacional, los árboles, en comparación con otros organismos, dependen en gran medida de la heterocigosidad y la diversidad genética para preservar su adaptabilidad a cambios ambientales. Una población sólo puede lograr adaptabilidad a condiciones cambiantes distribuyendo la variación genética entre sus individuos, los cuales muestran individualmente una variación genética limitada. Las emisiones industriales de contaminantes generan pérdida de heterocigosidad y de genes si estos sólo se encuentran en genotipos sensibles, con la consiguiente disminución de diversidad genética (Bergmann y Scholz, 1987). El cambio rápido, unidireccional, complejo y globalmente activo que constituye la contaminación atmosférica socava las bases naturales de la adaptabilidad de las poblaciones arbóreas al reducir la diferenciación genética intra e interpoblacional y, en consecuencia, deteriora gravemente la adaptabilidad (Gregorius, 1989).

La preservación de la adaptabilidad es básicamente, por tanto, un problema de variación genética, sobre la cual incide la gestión forestal. La diversidad ecológica (rodales mixtos) y las prácticas selvícolas (clareos, claras) y sistemas de aprovechamiento (cortas de entresaca) que favorezcan la diferenciación genética local y demográfica, y que, en suma, propicien la conservación de genes, son positivos para la preservación de la adaptabilidad y deben tenerse presentes en el manejo de las masas forestales, especialmente de aquellas sometidas a mayores presiones de contaminantes ambientales (Zobel y Talbert, 1984).

Las especies arbóreas forestales presentan una alta heterocigosis y alogamia, lo que junto con una cierta plasticidad fenotípica les permite soportar cambios ambientales con los que contrarrestan las limitaciones impuestas por su longevidad y su inmovilidad, pues el tiempo es punto crucial en su evolución. Sin embargo, la velocidad del cambio ambiental que están originando la polución atmosférica y el calentamiento glo-



bal supera las condiciones que hayan podido nunca experimentar las especies arbóreas durante su evolución y puede llegar a ser mayor que sus tasas de adaptabilidad y capacidad migratoria (Peters, 1990). Las diferencias inter e intraespecíficas, con una mayor frecuencia de genotipos heterocigotos en especies tolerantes a la contaminación atmosférica, que en las mas sensibles alteran la competitividad en las masas forestales, pueden romper el equilibrio del ecosistema afectado al producirse la pérdida de especies y procedencias adaptadas localmente, incluso de genes específicos (Scholz, 1991).

Se requiere, por tanto, una estrategia de conservación de recursos genéticos a escala mundial. Ello exige el conocimiento previo de las especies arbóreas forestales, de cuyo número estimado en 50.000 (Board on Agriculture, 1991), sólo 1.000 tienen un interés económico potencial, reduciéndose a 140 las que son objeto de manejo actualmente (Kleinschmit, 2002). Según dicho autor, los principales problemas que requieren acciones e investigaciones para implementar una estrategia de conservación de recursos comprenden: la falta de un inventario continuado de los recursos; el mejor conocimiento de la estructura genética inter e intrapoblacional, tanto de los caracteres adaptativos como el derivado del uso de marcadores bioquímicos y genéticos; la variada biología floral, los sistemas de cruzamiento y el flujo de genes (con escasa información para muchas especies); el riesgo de pérdida de genes en lugares de alta carga de contaminación y en casos de poblaciones de tamaño pequeño con deriva genética elevada (Eriksson, 1996); tener muy presente en el manejo la integración de conservación y aprovechamiento, propiciando la diversidad genética que permita la continuación del proceso evolutivo; descargar la presión sobre los bosques «naturales» con plantaciones de alto rendimiento con la práctica de una selvicultura intensiva; también, continúa constatando Kleinschmit, interesa tener en cuenta el efecto de la contaminación en las especies asociadas con las que puede existir alguna dependencia e interacción.

La conservación de recursos puede ser in situ y ex situ, complementarias en lo posible. La primera supone la conservación de ecosistemas y habitats naturales y permite el desarrollo de diversidad genética y adaptabilidad, haciendo posible conservar alelos de interés bajo un ambiente en cambio. Se requieren varias zonas de reserva bajo diferentes condiciones ecológicas, no siendo siempre posible conservar varias espe-

cies en la misma zona. La conservación ex situ consiste en el establecimiento de plantaciones del material deseado, como pueden ser huertos semilleros, bancos clonales, ensayos de procedencias y progenies y las propias plantaciones comerciales de exóticas. También, la conservación en condiciones controladas, variables según el material a conservar, mediante el establecimiento de bancos de polen, semillas y explantes in vitro, en los que debe realizarse un control periódico de viabilidad y de activación, y regeneración del material en el caso de conservación in vitro; en general, existen reservas, bancos de genes y plantaciones de las especies con valor económico (Koski, 2000).

El establecimiento de rodales para la conservación in situ de las principales especies forestales en áreas objeto de aprovechamientos madereros, así como el de plantaciones de especies y procedencias con fines de preservación de genes, son objetivos de las actividades propiciadas por EUFORGEN. Este programa, cuyo nombre es el acrónimo de European Forest Genetic Resources Programme, implica la colaboración entre países europeos con fines de conservación de recursos forestales (Turok y Frison, 1995) en el que participa España con específica inclusión de INIA y ETSIMontes con ensayos de procedencias de alcornoque y otras especies arbóreas forestales. A estas actividades se acompaña, en casos de emergencia, la conservación ex situ de material de reproducción (semillas, polen, material vegetativo para enraizamiento, cultivo in vitro de órganos, tejidos y células, ADN) cuya efectividad requiere especiales medidas de mantenimiento y control que eviten su deterioro genético (Eriksson, 2002).

## **Perturbaciones en los ecosistemas forestales**

### **La Red Europea de seguimiento de daños**

Ante las alarmas sobre el estado de los bosques disparadas en los años sesenta del siglo XX y la subsiguiente bibliografía científica emergida desde entonces cabe destacar el «Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y Seguimiento de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques» (ICP-Forests) en el que 35 países europeos, Canadá y Estados Unidos vienen llevando a cabo el seguimiento del estado de los bosques desde 1986, con

el establecimiento de un abundante número de parcelas, en las que a tres niveles de intensidad y detalle de los datos tomados, establecidos a lo largo del tiempo, se está analizando su evolución y su deterioro manifiesto. En 1987 se puso en marcha la instalación de la Red de Nivel I y diez años mas tarde se redactaron las normas que deberían regir para el Nivel II.

En el quinto informe (CEC-CEPE, 1995) se puso de manifiesto que la contaminación atmosférica predispone al deterioro de los árboles en zonas muy extensas, aunque la amplitud de los efectos sigue siendo incierta; y que la sequía y los posteriores ataques de insectos perforadores son factores principales, junto con la contaminación, de la defoliación. A nivel europeo, se superaba el 25% de defoliación en un 25,% de los 117.035 árboles muestreados, si bien con grandes variaciones entre regiones climáticas, alcanzando 42,32% y 34,7% respectivamente en las regiones subatlántica y continental y el mas bajo (7,8%) en la región atlántica, con un aumento de la defoliación con la edad de la masa.

De las trece especies arbóreas analizadas en la Red Europea, con carácter general el deterioro mas grave se ha observado en haya y robles albar y pedunculado, cuya defoliación ha ido en aumento desde 1988. En el ámbito mediterráneo, la encina, el alcornoque y el eucalipto (la especie menos dañada) experimentaron también un aumento considerable de daños, el alcornoque con mayores fluctuaciones (con un pico en 1990-91, seguido de un descenso hasta 1993 y una remontada mas suave en años posteriores). La proporción de árboles dañados en *Pinus spp* se mantuvo respecto al año anterior (25,7%), destacando la mejor situación sanitaria del pino silvestre; en *Picea ssp*, los daños aumentaron ligeramente, alcanzando 29,8%. Contrasta el estado de la copa y el porcentaje de árboles dañados de *Pinus halepensis* (que no ha dejado de deteriorarse desde 1991, primer informe), con el de *Pinus pinaster*, que presentó una situación sanitaria muy equilibrada y un porcentaje de árboles dañados que no superaba el 10% (CEC-CEPE, 1995).

### Las masas forestales españolas

Ya en el último tercio del siglo XIX existe un testimonio escrito, publicado en la Revista Forestal por Xerica e Idígoras, del impacto de la contaminación atmosférica por azufre procedente de una fundición de Rentería (López Arias, 2005). Sin embargo, fué a raíz

del decaimiento generalizado de los bosques europeos en los años ochenta del pasado siglo, cuando el estado de deterioro percibido en algunas áreas boscosas españolas se relacionó con posibles emisiones de contaminantes atmosféricos procedentes de centrales térmicas próximas. Ello condujo a iniciar trabajos mas sistemáticos, conducentes a la evaluación de posibles daños por contaminación atmosférica. Los estudios emprendidos en el Maestrazgo y en Galicia constituyen ejemplos de dichas acciones. Posteriormente, en relación con la creación del «Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y Seguimiento de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques (ICP-Forests)», España se incorporó al mismo con el establecimiento de una red de parcelas para el seguimiento de daños en las masas forestales.

### La red española en el marco del programa ICP- forests

La participación española en la Red Europea dio lugar a la creación en 1994 de una red de 620 parcelas en todo el territorio nacional según un esquema de muestreo sistemático con arranque aleatorio (nivel I). En ellas se seleccionaron árboles tipo con arreglo a procedimientos normalizados y en ellos se ha procedido a evaluar la decoloración y defoliación de los árboles. En las 53 parcelas del muestreo transnacional se incorporaron además otros parámetros geográficos y edáficos y sobre el estado nutricional y crecimiento de los árboles, con inventarios periódicos (de diferente amplitud) tanto del estado de los suelos como de los daños producidos en los árboles; aporte de información que se intensifica con infraestructuras que permiten mediciones adicionales (p.e. de la trascolación) en un número menor de parcelas (12). Ello permite el seguimiento intensivo y continuado de las perturbaciones que puedan irse produciendo a nivel de impacto directo (SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>) sobre las copas de los árboles y en la evolución de los suelos (acidificación y eutrofización por exceso de aporte de nitrógeno). El análisis de las relaciones de dichos factores de contaminación con otros factores de estrés (plagas y enfermedades) y de estación, y su conjunto con las características ecológicas, químicas e hidrológicas de los sitios de ensayo permitirán un amplio y detallado conocimiento de evolución de los efectos de la contaminación atmosférica en los ecosistemas forestales españoles.

El amplio y detallado estudio coordinado por Montoya y López Arias (1997) incluye un conjunto de fichas, una por estación muestreada. En ellas se dan datos sobre situación y topografía, vegetación, especies evaluadas, edad media de la especie dominante, tipo de suelo, material originario y profundidad de los horizontes así como otros parámetros edáficos; y contenido foliar de los seis macronutrientes en hojas o acículas de un año. La evaluación con carácter anual de la defoliación y la decoloración del follaje en especies arbóreas en las parcelas establecidas al efecto (nivel I) ha permitido conocer la evolución y posible deterioro de las masas forestales, datos a los que se unen la posible identificación de agentes causantes. Estos datos se acompañan de observaciones sobre su posible relación con el estrés hídrico, así como con los ataques de poblaciones de insectos (p.e. *Lymantria dispar* en un alcornocal), presencia de cecidias y erinosis foliar en encina, proliferación del xilófago *Cerambyx* en una repoblación de piñonero en en mezcla con encina, daños del perforador *Tomicus piniperda* en repoblado de pinaster, daños de *Coroebus florentinus* en una dehesa mixta de alcornoque y encina, entre otros.

En el marco de la Red de Nivel II, durante el periodo 1999-2004 se ha llevado a cabo la instalación de 53 parcelas de 2.500 m<sup>2</sup> para el seguimiento de la evolución de la flora vacunar y la vegetación, habiéndose recogido una copiosa información sobre su riqueza florística, complejidad estructural y significación fitocorológica (Soriano *et al.*, 2005). Sucesivas prospecciones en las parcelas permitirán analizar su evolución temporal e inferir los efectos de la polución y del cambio climático en el territorio español

### **El Maestrazgo y la Central Termoeléctrica de Andorra, y otras referencias a centrales térmicas**

Los síntomas de decaimiento de la vegetación leñosa aparecidos al comienzo de la década iniciada en 1980 en una amplia zona extendida por Aragón, Cataluña y Valencia, relacionados con las emisiones de la Central Termoeléctrica de Andorra (Teruel), motivaron el establecimiento por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza de una red de 68 parcelas de seguimiento en la comarca natural del Maestrazgo. En ellas (Peña, 2001) se llevó a cabo durante 10 años la recogida de datos meteorológicos y elaboración de parámetros climáticos, diversos análisis quí-

micos de los suelos (determinación de pH, materia orgánica, nitrógeno total,  $\text{SO}_4^{2-}$ , conductividad eléctrica) y del agua de lluvia ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ , conductividad eléctrica); también, se procedió a la caracterización climática y fisiográfica de las especies arbóreas principales muestreadas (*Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. halepensis*, *Quercus ilex*, *Juniperus oxycedrus*) y al análisis del grado de presencia de arbustos y matorral asociados a las mismas; tomándose, además, muestras de estas y otras especies en otros ecosistemas ibéricos. Asimismo, se puso en marcha un seguimiento y control de indicadores de daños en las especies principales teniendo en cuenta el estado sanitario (decoloración, defoliación, daños sobre tronco y estado de guía terminal, resinosis, elongación de brotes y hojas, fructificación, implicación de parásitos en los daños) y el análisis foliar de N, P, K, S, Ca, Mg y Fe, así como daños en el sotobosque. Los datos de daños morfológicos se acompañan de fotografías en el infrarrojo. Las variables medidas y los parámetros calculados se combinaron en una expresión matemática de calificación de visu y se realizó una clasificación fitosanitaria de la estaciones de seguimiento a lo largo de los diez años.

Los resultados obtenidos muestran un incremento del contenido foliar de azufre en un amplio rango desde 30% a más de 100%, variable entre años, localidades y especies, en las estaciones muestreadas en el Maestrazgo respecto a los valores estándar para los pinos laricio, silvestre y carrasco, y menores (en torno a 25% de media) para el enebro y la encina. La edad de las hojas incrementó el contenido. También se encontró que la distancia a la fuente contaminante jugaba un papel determinante, con los mayores daños y valores más altos de azufre en las estaciones en un radio entre 25 y 50 km del foco de emisión, con disminución en dirección S-SW y con el alejamiento de la dirección principal del viento dominante W-NW (Peña, 2001).

En el citado trabajo se incluyen también datos correspondientes al entorno forestal de otras centrales: Térmica de UTSA Escucha (Teruel), en la que se queman lignitos, Térmica de Velilla del río Carrión, cuyo combustible son hulla y antracita, y Sierra de Guadarrama (Madrid), en este caso por la incidencia de vías de comunicación y núcleos urbanos. En términos generales se detectan incrementos en los contenidos en azufre en todas las estaciones y especies evaluadas.

En 1992, por encargo de ENDESA, se inició un «Estudio de Seguimiento de la Caracterización Ecológica

del Entorno de las CC. TT. de As Pontes y Meirama». En él se realizaron análisis de la vegetación, suelo, análisis foliar, estudio fitosanitario y deposición global en 22 parcelas experimentales, distribuidas en la provincias de La Coruña y Lugo, cubriendo una superficie de mas de 3.000 km<sup>2</sup>, correspondiente a dos círculos con centro en dichas centrales térmicas, en las que se llevaron a cabo una toma de muestras y datos periódicamente. En el informe elaborado por /Nor-Control, 1997) cabe destacar una serie de resultados: la variabilidad estacional de los valores de inmisión de NO<sub>x</sub> y SO<sub>x</sub> en concordancia con las direcciones de los vientos dominantes; una tendencia similar entre zonas evaluadas en las variaciones en la ratio C/N en suelos; una concentración de azufre en suelos cambiante, con ascensos y descensos en dependencia de la fecha de muestreo (afirmación extensible al SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, y al aluminio, tanto mineral como el integrado en complejos organoaluminicos), no observándose evidencia clara de acidificación de los suelos en el entorno de las centrales. Los análisis morfológicos evidenciaron decoloración y defoliación (entre 25 y 45%) en *Pinus pinaster* y, en mayor grado, con daños severos en algunas parcela de *Pinus radiata*, con empeoramientos puntuales a lo largo del periodo estudiado. En el informe se discuten las causas del estado morfológico aludido en relación con la presencia de hongos defoliadores, el exceso de densidad de las plantaciones (especialmente manifiesto en *P. radiata*), las condiciones edáficas (p.e. suelos escasamente drenados y poco fértiles) y fisiográficas, que pueden crear un estrés coadyuvante a los daños encontrados.

### Los hayedos de Navarra

En el pirineo navarro se ha iniciado un estudio sistemático sobre el estado sanitario de los hayedos con el análisis foliar de muestras tomadas en 17 rodales de haya cubriendo toda la franja ocupada por la especie. Se ha puesto de manifiesto la existencia de valores mas altos de Ca, Mg y S y mas bajos de Fe y Cu que los valores de referencia en la literatura; lo que, a pesar de tratarse de un área no polucionada, sugiere a los autores la existencia de un posible transporte de contaminantes a larga distancia. En todo caso, estos resultados preliminares no permiten una conclusión sobre la dinámica de la vegetación y se requiere que los inventarios prosigan durante periodos de tiempo mayores (Amores y Santamaría, 2003).

En estrecha relación con el estudio anterior y dentro del marco del programa ICP Forests, en el nivel II, se ha llevado a cabo un seguimiento del estado del hayedo en el periodo 1994-99 en una parcela establecida en el llano de Auritz- Burguete, de clima hiperhúmedo (precipitación anual histórica > 2.000 mm), inviernos fríos (mínimas de 0 a -4°C), con suelos en coluvios del cuaternario sobre margas terciarias (Santamaría et al, 2003). Los autores muestran la existencia de defoliación (que llegó a alcanzar un máximo del 25% en la tercera parte del arbolado) y daños en hojas (puntos oscuros en en tejido intervenal) tanto en haya como en el mirtillo, que sugieren daños por ozono (con valores de AOT40 de 1.625 ppbh, anormalmente altos para un área alejada de toda fuente de contaminación) y por otros posibles contaminantes, que se unirían a los adversos efectos de la sequía (y parásitos), considerados causa mayor de los daños. Al igual que en el caso anterior, se requiere un seguimiento mas prolongado para poder explicar la evolución del ecosistema estudiado.

### Interacción entre polución y cambio climático

El aumento de emisiones antropogénicas de CO<sub>2</sub> y otros gases (metano, óxidos de nitrógeno) y la pérdida de sumideros de CO<sub>2</sub> (degradación de bosques) dan origen al calentamiento de la atmósfera (efecto invernadero). De hecho, la temperatura global de la Tierra ha sufrido un incremento de 0,6 ± 0,2 °C en el siglo pasado (IPCC, 2001).

El aumento de temperatura afecta al balance de carbono y, en suma, a la producción neta del ecosistema, aunque resulta difícil predecir si los bosques van a ser sumideros o fuentes de carbono en el futuro (Nabuurs et al., 2002). En todo caso, las diferentes presunciones socioeconómicas apuntan a una gama amplia de concentraciones atmosféricas de CO<sub>2</sub> para el año 2100 entre 490 y 1.260 ppm, con un aumento de la temperatura del Planeta entre 1,4 °C y 5,8°C, con una incidencia mas alta en regiones del norte de America y norte y centro de Asia (IPCC, 2002).

Existe abundante información sobre los efectos del ascenso térmico sobre la biodiversidad de los ecosistemas terrestres, con incidencia en la composición de las comunidades que los forman, mantenimiento de su estructura, funcionamiento y productividad. Los cambios en variables climáticas han intensificado las pla-



gas y enfermedades y producido su desplazamiento hacia el polo o a altitudes mayores en interacción con la sequía (IPCC, 2002). Las implicaciones científicas y técnicas del secuestro de carbono por los ecosistemas forestales, el estudio de los flujos de carbono entre los diferentes acerbos y los cambios en el carbono almacenado en respuesta a la forestación, reforestación y deforestación han sido ampliamente analizados (IPCC, 2000). A corto plazo, respuestas plásticas a nivel fisiológico pueden posibilitar la adaptación a los cambios de temperatura, mientras que a largo plazo se requerirá la puesta en marcha de procesos evolutivos que reajusten la variabilidad genética a los cambios climáticos que se produzcan. Dichos procesos ocurren a tasas demasiado lentas para acoplarse a la velocidad del calentamiento global; de modo que la adaptación a la temperatura previsible para finales de siglo, sin intervención humana requeriría muchos siglos (Rehfeldt *et al.*, 2005).

Asimismo, al elevarse la concentración atmosférica de CO<sub>2</sub>, si la temperatura lo permite, aumentarían las tasas de fotosíntesis y puede mejorarse la eficiencia en el uso del agua al descender la conductancia estomática. Sin embargo, el consiguiente incremento de crecimiento producido a corto plazo, en plantas normalmente jóvenes y en condiciones experimentales limitadas, no permite una extrapolación a condiciones naturales, máxime dadas las condiciones de turno de corta y vida largos que caracterizan a las especies arbóreas forestales; mas aún, es posible que los efectos disminuyan con el tiempo al ponerse en marcha mecanismos de regulación a la baja, p.e. de la fotosíntesis (Luo *et al.*, 1999).

Estos efectos del cambio climático se unen a los derivados de la contaminación atmosférica, lo que añade mayor complejidad e imprevisibilidad a la evolución de los ecosistemas forestales afectados. Existe evidencia de los efectos sobre el crecimiento y desarrollo a que dan lugar las interacciones entre el aumento de dióxido de carbono y el exceso de polutantes, mayormente derivada de experimentos semi-controlados realizados con plantas en envase. El enriquecimiento de CO<sub>2</sub> a corto plazo no alivió el efecto negativo de la lluvia ácida en *Quercus ilex*, y asimismo quedó inhibido el reparto de biomasa que provoca dicho enriquecimiento (Paolotti y Manes, 2003). Niveles elevados de CO<sub>2</sub> han producido efectos opuestos al interaccionar con el ozono: exacerbando sus efectos dañinos, al aumentar los daños a nivel celular y reducir la resistencia a infecciones secundarias en *Po-*

*pulus tremuloides* (Wustman *et al.*, 2003), o atenuando los efectos negativos de este, p.e. en pino silvestre (Ultrainen *et al.*, 2000, entre otros). Las predicciones en condiciones naturales son, si cabe, mas comprometidas dada la participación de otros factores ambientales (temperatura, humedad relativa, humedad del suelo). A ellos se añaden las diferencias en la estructura de las poblaciones, su estado y edad, posibles cambios que experimenten las plagas y enfermedades por efectos del cambio climático y su relación con los cambios de fenología de los árboles (Karnosky *et al.*, 2003). Determinar la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales al cambio climático, y su manejo para reducirla, minimizar en su caso los impactos que se produzcan y aplicar medidas selvícolas para intentar acelerar la velocidad de recuperación de la masa forestal tras los efectos negativos producidos, son acciones propuestas para adaptarse al cambio climático (Spittlehouse, 2005), extensibles al combate de los efectos conjuntos de cambio climático y polución atmosférica.

## Referencias bibliográficas

- ALONSO R., ELVIRA S., INCLÁN R., BERMEJO V., CASTILLO F.J., GIMENO B.S., 2003. Responses of Aleppo pine to ozone. En: Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkarainen J., eds). Developments in Environmental Science 3, Elsevier, pp. 211-230.
- AMORES G., SANTAMARÍA J.M., 2003. Beech foliar chemical composition: A bioindicator of air pollution stress. En: Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium. (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkarainen J., eds). Developments in Environmental Science 3, Elsevier, pp. 301-313.
- BEER W., JEPSEN E., ROTH J., 2003. Atmospheric contamination of a national forest near a copper smelter in Northern Michigan. En: Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkarainen J., eds). Developments in Environmental Science 3, Elsevier, pp. 315-327.
- BERG V.S., 1985. Plant cuticle as a barrier to acid rain penetration. En: Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems (Hutchinson T.C., y Meema K.M., eds). NATO ASI Series, Ecological Sciences, vol. 16, pp. 145-154.
- BERGMANN F., SCHOLZ F., 1987. The impact of air pollution on the genetic structure of Norway spruce. *Silvae Genet* 36, 80-83.
- BOARD ON AGRICULTURE, NATIONAL RESEARCH COUNCIL (Ed), 1991. Managing Goba Genetic Resources, Forest Trees. National Academic Press, pp. 228.



- BYTNEROWICK A., GODZIZ B., FRCZEK W., GRODZINSKA K., ZOLA M., 2002. Distribution of ozone and other air pollutants in forests of the Carpathian Mountains in central Europe. *Environ Pollut* 116, 3-25.
- CAIRNEY J.W.G., MEHARG A.A., 1999. Influences of anthropogenic pollution on mycorrhizal fungal communities. *Environm Pollut* 106, 169-182.
- CEC-CEPE, 1995. Estado de los Bosques en Europa. Informe 1996, CEC-CEPE, 56 pp.
- COOK E., INNES J., 1989. Tree-ring analysis as an aid to evaluate the effects of air pollution on tree growth. En: *Biological markers of air-pollution stress and damage in forests*. National Academic Press, pp. 157-168.
- COX R.M., 1985. The response of plant reproductive processes to acidic rain and other air pollutants. En: *Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems* (Hutchinson T.C., Meema K.M., eds). NATO ASI Series, Ecological Sciences, vol. 16, pp. 155-170.
- CRONAN C.S., SCHOFIELD C.L., 1990. Relationships between aqueous aluminium and acidic deposition in forested watersheds of North America and Northern Europe. *Envir Sci & Techn* 24, 110-1105.
- DE HAYES D.H., SCHABERG P.G., HAWLEY G.J., STRIMBECK G.R., 1999. Acid rain impacts on calcium nutrition and forest health. *Bioscience* 49(10), 789-800.
- DÍAZ G., BARRANTES O., HONRUBIA M., GRACIA C., 1996. Effects of ozone and sulphur dioxide on mycorrhizae of *Pinus halepensis* Miller. *Ann Sci For* 53, 849-856.
- DIGHTON J., JANSEN A.E., 1991 Atmospheric pollutants and ectomycorrhizae: More questions than answers? *Environm Pollut* 73, 179-204.
- DRISCOLL C.T., LAWRENCE G.B., BULGER A.J., 2001. Acid deposition in the Northeastern United States: Sources and inputs, ecosystem effects and management strategies. *Bioscience* 51(3), 180-198.
- ERIKSSON G., 1996. Evolutionary genetics and conservation of forest tree genetic resources. En: *Noble hardwoods network EUFORGEN meeting*, Escherode (Turok J., Eriksson G., Kleinschmit J., Canger S., eds).
- ERIKSSON G., 2002 Conserving forests: A european perspective. En: *Forest biotechnology in Europe. Impeding barriers, policy and implications*. Forum Symposium, Edinburgh.
- FUHRER J., SKÄRBY L., ASHMORE M.R., 1997. Critical levels for zone effects on vegetation in Europe. *Environm Pollut* 97, 91-106.
- GARDNER S.D.L., FREER-SMITH P.H., TUCKER J., TAYLOR G., 2005. Elevated CO<sub>2</sub> protects poplar (*Populus trichocarpa* x *P. deltoides*) from damage induced by O<sub>3</sub>: identification of mechanisms. *Functional Plant Biology* 32(3), 221-235.
- GARSED, 1984. Uptake and distribution of pollutants in the plant and residence time of active species. En: *Gaseous air pollutants and plant metabolism* (Kozioł M.K., Whalley F.R., eds). Butterworths, pp. 83-104.
- GEROSA G. BALLARIN-DENTI A., 2003. Regional scale risk assessment of ozone and forests. En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium* (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkarainen J., eds). Developments in Environmental Science 3, Elsevier, pp. 119-139.
- GREGORIUS H.R., 1989. The importances of genetic multiplicity for tolerance of atmospheric pollution. En: *Genetic effects of air pollutants in forest tree populations* (Scholz F., Gregorius H.R., Rudin D., eds). Springer, pp. 163-172.
- GRULKE N.E., JOHNSON R., MONSCHEIN S., NIKOLOVA P., TAUSZ M., 2003. Variation in morphological and biochemical O<sub>3</sub> injury attributes of mature Jeffrey pine within canopies and between microsites. *Tree Physiol* 23, 923-931.
- HEATH R.L., 1999. Biochemical processes in an ecosystem. How should they be measured? *Water Air Soil Pollut* 116, 279-298.
- HONRUBIA M., DÍAZ G., 1996. Effect of simulated acid rain on mycorrhizae of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller) in calcareous soil. *Ann Sci For* 53, 947-954.
- HOUSTON D.B., STAIRS G.R., 1973. Genetic control of sulfur dioxide and ozone tolerance in eastern white pine. *For Sci* 19, 267-271.
- IPCC, 2000. Land use, land-use change, and forestry (Watson R.T., et al., eds). Cambridge Univ. Press, 373 pp.
- IPCC, 2001. Climate change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability. Summary for policy makers. Geneva.
- IPCC, 2002. Cambio climático y Biodiversidad. Documento técnico V. 93 pp.
- JANSEN A.E., 1988. The influence of acid rain on mycorrhizal fungi and mycorrhizas of Douglas Fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Netherlands. En: *Air Pollution and Ecosystems* (Mathy P., ed). Proc Intern Symps, 1987, Grenoble, France, pp. 859-863.
- KARNOSKY D., 1977. Evidence for genetic control of response to sulfur dioxide and ozone in *Populus tremuloides*. *Can J For Res*, 437-440.
- KARNOSKY D.F., BERRANG P.C., SCHOLZ F., & BENNET J.P., 1989. Variation and natural selection of air pollution tolerance in trees. En: *Genetic effects of air pollutants in forest tree populations* (Scholz F., Gregorius H.R., Rudin D., eds). Springer, pp. 29-37.
- KARNOSKY D.F., PERCY K.E., THAKUR R.C., HONRATH Jr R.E., 2003. Air pollution and global change. En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium* (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkarainen J., eds). Developments in Environmental Science 3, Elsevier, pp. 1-42.
- KIELISZEWSKA-ROKICKA B., RUDAWSKA M., LESKI T., 1997. Ectomycorrhizae of young and mature Scots pine trees in industrial zones in Poland. *Environm Pollut* 98, 315-324.
- KLEINSCHMIT J., 2002. Air pollution and climate change: consequences for genetic resources. *Forest Genetics* 9(3), 191-204.
- KOSKI V., 2000. Red europea de conservación de recursos genéticos de coníferas. *Invest Agrar: Sist Recur For. Fuera de Serie*, nº 2.

- KONNERT M., 1993. Untersuchungen zum Einfluss genetischer Faktoren auf die Schädigung der Wisstanne. *Forschungswissenschaftliche Centralblatt* 112, 20-26.
- KRAUSE G.H.M., ARNDT U., BRANDT J., BUCHER G., KENK G., MATZNER E., 1986. Forest decline in Europe: Development and possible causes. *Water Air Soil Pollu* 31, 647-668.
- KUMAR P., Mohan D., 2002. Photochemical smog: mechanism. III. Effects and control. *TERI Information Digest on Energy and Environment* 1(·), 445-456.
- LENDZIAN K.J., UNSWORTH M.S., 1983. Ecophysiological effects of atmospheric pollutants. En: *Encyclopedia of Plant Physiology, Physiological Plant Ecology*, IV, pp. 412-502.
- LENDZIAN K.J., 1984. Permeability of plant cuticles to gaseous air pollutants. En: *Gaseous air pollutants and plant metabolism* (Koziol M.J., Whatley F.R., eds). Butterworths, pp. 77-82.
- LIKENS G.E., DRISCOLL C.T., BUSO D.C., 1996. Long-term effects of acid rain: Response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272, 244-246.
- LONG R.P., HURSEY S.B., LILIA P.R., 1997. Impact of forest liming on growth and crown vigour of sugar maple and associated hardwoods. *Canad J For Res* 27, 1560-1573.
- LONGAUGER R., GÖNÖRY D., PAULE L., BLADA I., KARNOSKY D.F., 2004. Genetic effects of air pollution on forest tree species of the Carpathian Mountains. *Environm Pollut* 130, 85-92.
- LÓPEZ ARIAS M., 2005. Seguimiento intensivo y continuo de las perturbaciones en la composición, funcionamiento y biodiversidad de los ecosistemas forestales. Libro de resúmenes, conferencias y ponencias, 4º Congreso Forestal Español, pp. 45-95.
- LORETO F., MANNOZI M., MARIS C., NASCETTI P., FERRANTI F., PASQUALINI S., 2001. Ozone quenching properties of isoprene and its antioxidant role in plants. *Plant Physiol* 126, 993-1000.
- LORETO F., PINELLI P., MANES F., KOLLIST H., 2004. Impact of ozone on monoterpene emissions and evidence for an isoprene-like antioxidant action of monoterpenes emitted by *Quercus ilex* leaves. *Tree Physiol* 24, 361-367.
- LUO Y., REYNOLDS J.F., 1999. Validity of extrapolating field CO<sub>2</sub> experiments to predict carbon sequestration in natural ecosystems. *Ecology* 80(5), 1568-1583.
- MANNINEN S., SORJAMAA R., KURKI S., PIRTINIEMI N., HUTTUNEN S., 2003. Ozone affects Scots pine phenology and growth. En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millennium* (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkariainen J., eds). *Developments in Environmental Science* 3, Elsevier, pp. 231-246.
- MATYSSEK R., SANDERMANN H. Jr., 2003. Impact of ozone on trees: an ecophysiological perspective. In *Progress in Botany* (Bochum *et al.*, eds). Springer, pp. 394-304.
- MEYER F.H., 1987. Ectomycorrhiza and decline of trees. En: *Ectomycorrhiza and acid rain. Proceedings of the workshop on ectomycorrhiza experts meeting. The Netherlands*, 1987. CEC, Air Pollution Research Report 12, pp. 9-31.
- MONTOYA R., LÓPEZ ARIAS M., 1998. La Red Europea de Seguimiento de Daños en los Bosques (NIVEL I). España, 1987-1996. *Parques Nacionales*, 557 pp.
- MUDD J.B., 1975. Peroxyacetyl nitrates. En: *Responses of plants to air pollution* (Mudd J.B., Kozlowski T.T., eds). Academic Press, pp. 9-12.
- NABUURS G.J., PUSSINEN A., KARJALAINEN A., ERHARD M., KRAMER K., 2002. Stem wood volume increment changes in European forests due to climatic change- a simulation study with the EFISCEN model. *Global Change Biol* 8, 304-316.
- NORCONTROL, 1997. «Estudio de Seguimiento de la Caracterización Ecológica del Entorno de las CC. TT. de As Pontes y Meirama». Memoria, Anexos y Documento de Síntesis.
- OKSANEN E., 2003. Physiological responses of birch (*Betula pendula*) to ozone: comparison between open-soil grown trees exposed for six growing seasons and potted seedlings exposed for one season. *Tree Physiol* 23, 603-614.
- PANEK J.A., 2004. Ozone uptake, water loss and carbon exchange dynamics in annually drought- stressed *Pinus ponderosa* forests: measured trends and parameters for an uptake modeling. *Tree Physiol* 24, 277-290.
- PAOLETTI E., MANES F., 2003. Effects of elevated carbon dioxide and acidic rain on the growth of holm oak. En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millennium* (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkariainen J., eds). *Developments in Environmental Science* 3, Elsevier, pp. 375-390.
- PEÑA J.Mª, 2001. El Estudio de la Contaminación Atmosférica en los Bosques. DGCONA, 425 pp.
- PERCY K., 2002. Is air pollution an important factor in forest health? En: *Effects of air pollution on forest health and biodiversity in forests of the Carpathian Mountains. NATO Science Series. Serie I*, pp. 23-42.
- PERCY K.E., LEGGE A.H., KRUPA S.V., 2003. Troposphere ozone: A continuing threat to global forests? En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millennium* (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkariainen J., eds). *Developments in Environmental Science* 3, Elsevier, pp. 85-119.
- PETERS R.L., 1990. Effects of global warming on forests. *For Ecol & Manag* 35, 13-33.
- PRIN B., KRAUSE G.H.M., JUNG K.D., 1985. Development and cause of novel forest decline in Germany. En: *Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems* (Hutchinson T.C., Meema K.M., eds). NATO ASI Series, Ecological Sciences, vol. 16, pp. 1-24.
- RADDI P., RINALLO C., 1989. Variation in needle wax degradation in two silver fir provenances differentiated by tolerance to air pollution. En: *Genetic effects of air pollutants in forest tree populations* (Scholz F., Gregorius, H.R., Rudin D, eds). Springer, pp. 67-76.
- REHFELDT G.E., TCHEBAKOVA N.M., PARFENOVA E.I., 2005. Genetic responses to climate and climate change in conifers of the temperate and boreal forest. En: *Pro-*

- ceedings of the 29<sup>th</sup> meeting of the Canadian Tree Improvement Association, pp. 12-24.
- REPO T., OKSANEN E., VAPAAVUORI E., 2004. Effects of elevated concentrations of ozone and carbon dioxide on the electrical impedance of silver birch (*Betula pendula*) clones. *Tree Physiol* 24, 833-843.
- RUDDAWSKA M., KIELISZEWSKA-ROKICKA B., LESKI T., STASZEWSKI T., KUBIESA P., 2003. Mycorrhizal community structure of Scots pine trees influenced by emissions from aluminium smelter. En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium* (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkarainen J., eds). *Developments in Environmental Science* 3, Elsevier, pp. 329-344.
- SANZ M.J., CALATAYUD V., CALVO E., 2000. Spatial pattern of ozone injury in Aleppo pine related to air pollution dynamics in a coastal-mountain region of eastern Spain. *Environm Pollut* 108, 239-247.
- SANTAMARÍA J.M., AMORES G., GARRIGÓ J., GIMENO B.S., LUCHETTA L., MADOTZ N., CAVERO R., EDERRA A., 2003. An intensive monitoring study of air pollution stress in a beech forest in Spain. En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium* (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkarainen J., eds). *Developments in Environmental Science* 3, Elsevier, pp. 359-373.
- SCHOLZ F., 1991. Population- level processes and their relevance to the evolution in plants under gaseous air pollutants. En: *Ecological Genetics and Air Pollution* (Taylor G.E., Pitelka L.F., Clegg M.T., eds). Springer, pp. 165-175.
- SCHUTT P., COWLING E., 1985. A general decline of forests in central Europe. Symptoms, development and possible causes. *Plant Disease* 69(7), 448-458.
- SMITH W.H., 1990. *Air Pollution and Forests*. Springer- Verlag, 2<sup>nd</sup> edit., 618 pp.
- SMITH S.E., READ D.J., 1997. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press.
- SORIANO C., GASTÓN A., BARRIEGO P., HERRERO B., AMPUDIA M., 2005. Seguimiento de la vegetación en los bosques. Aplicación a la Red Europea de Seguimiento Intensivo y Continuo de Ecosistemas Forestales. *Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Forestal. Mº de Medio Ambiente*, 292 pp.
- SPITTLEHOUSE D.L., 2005. Climate change: Impacts and adaptation in forestry. En: *Proceedings of the 29<sup>th</sup> meeting of the Canadian Tree Improvement Association*, pp. 43-48.
- TUOVINEN J.P., SIMPSON D., MIKKELSEN T.N., 2001. Comparisons of measured and modelled ozone deposition to forests in Northern Europe. *Water, Air Pollut. Focus* 1, pp. 263-274.
- TUOK J., ERICSSON E.A., 1995. The European forest genetic resources programme (EUFORGEN) and its first activities. *Forest Genetics* 2(3), 176-177.
- ULTRAINEN J., JANHUNEN S., HELMISAARI H.S., HOLOPAINEN T., 2000. Biomass allocation, needle structural characteristics and nutrient composition in scots pine seedlings exposed to elevated CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> concentration. *Trees* 14, 475-484.
- WINTERHOFF W., KIEGLSTEINER G.J., 1984. Gefährdete Pilze in Baden - Württemberg, *Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.- Württ* 40, 1-120.
- WUSTMAN B.A., *et al.*, 2003. Effects of elevated CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> on aspen clones of varying O<sub>3</sub> sensitivity. En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium* (Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkarainen J., eds). *Developments in Environmental Science* 3, Elsevier, pp. 391-409.
- ZOBEL B.J., TALBERT J.T., *Applied forest tree improvement*. John Wiley & Sons, 505 pp.